

MED POL Eutrophication Monitoring Strategy: update report and proposal for new indicators

Background

After the approval of the Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL by MED POL National Coordinators (May 2003, San Gemini), pilot monitoring programmes were formulated for three different site typologies (UNEP(DEC)/MED WG.231/14), i.e. affected coastal areas, areas with intense aquaculture activities and coastal lagoons under eutrophication threat.

As a short term strategy it was agreed to follow a first group of monitoring parameters supporting the adoption of trix index :

Mandatory parameters to be monitored by each country

Temperature (C°)	Dissolved oxygen (mg/L, % [#])
pH	Chlorophyll "a" (µg/L [#])
Transparency	Total Nitrogen (N µmole/L)*
Salinity (psu)	Nitrate (NO ₃ -N µmole/L, µg/L [#])
Orthophosphate (PO ₄ -P µmole/L, µg/L [#])	Ammonium (NH ₄ -N µmole/L, µg/L [#])
Total phosphorus (P µmole/L, µg/L [#])	Nitrite (NO ₂ -N µmole/L, µg/L [#])
Silicate (SiO ₂ µmole/L)	Phytoplankton (total abundance, abundance of major groups, bloom dominance)

* not mandatory, only recommended regarding the methodological difficulties

units supporting TRIX index

and in the medium, long-term to introduce a biological monitoring. Some experimentations and new proposals have been produced in these last two years. In particular we consider the documents of MED POL (UNEP(DEC)/MED WG.231/17) including one core set for biological indicators, the work of IOC/UNESCO WG on Benthic Indicators and work of EMMA on eutrophication under European Marine Strategy which brings together different approaches at the European level and at the level of Marine Conventions where OSPAR approach has been considered as the basis for discussions.

Rationale

In the document: "Monitoring of Mediterranean Marine Eutrophication: Strategy, parameters and Indicators", UNEP(DEC)/MED WG.231/14 different definitions of eutrophication are discussed and finally the following is adopted:

"Eutrophication is an environmental perturbation caused by an **excess** in the rate of supply of organic matter ".

EUTROPHICATION

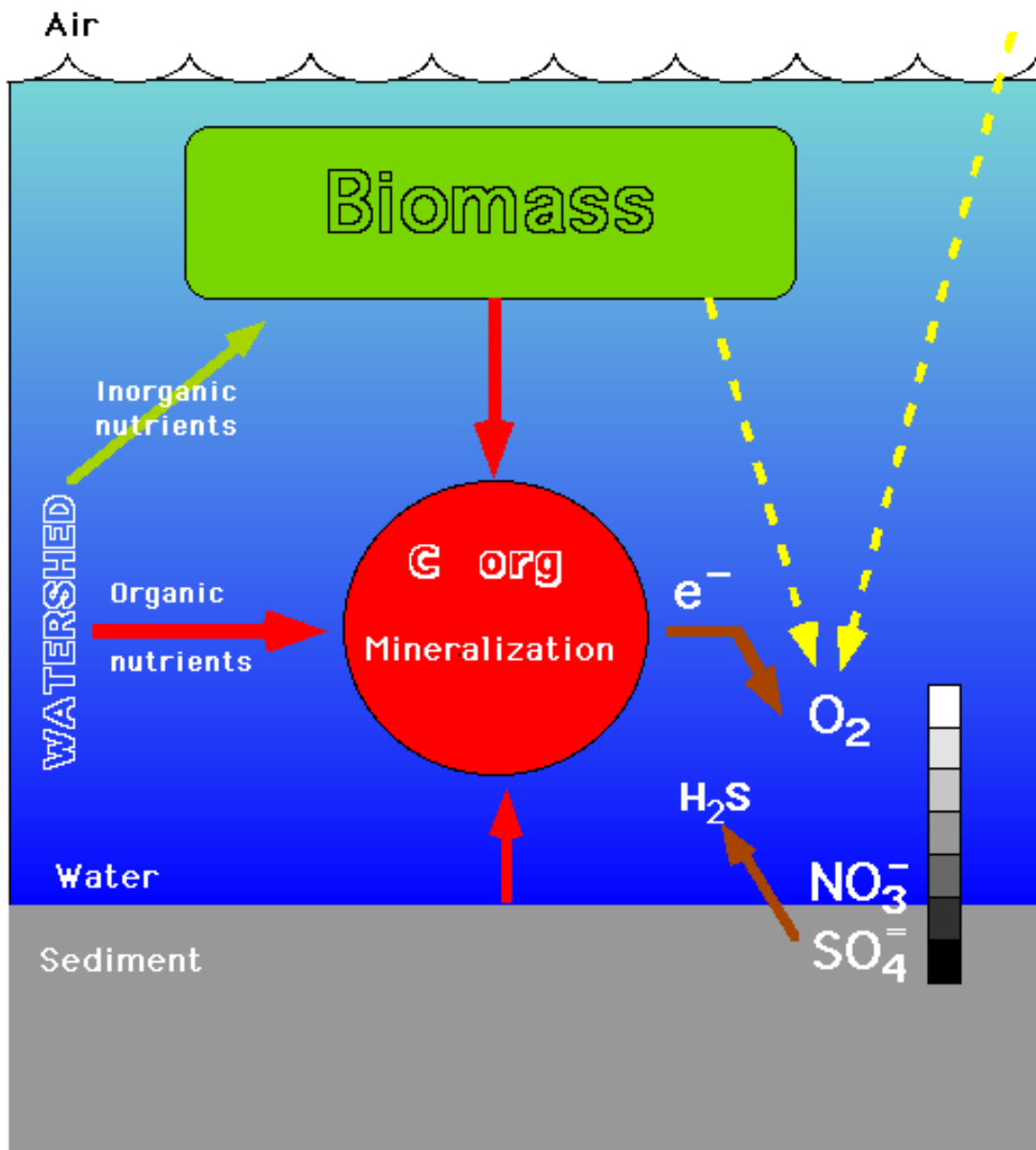


Fig 1. A general model of eutrophication

The organic matter mineralization is the key process in the eutrophication. The main oxidising agents are Oxygen, Nitrate, and Sulphate. Oxygen is present in the marine waters in a concentration of about 8mg/l, and continuously supplied by the physical exchange between air and water and by the photosynthetic processes. During the night only physical exchange processes feed it. Nitrate is present in a maximum concentration of about 1mg/l and could be supplied mainly by external inputs. Sulphate, in the sea water, is the most abundant oxidant: it is present in a concentration of about 2g/l. The three respiration processes are sequential in the sense that oxygen is always the first and if it is available the other two are hardly used. Oxygen and nitrate respiration do not produce stress factors in the aquatic ecosystem, but sulphate does, releasing reduced sulphur that is a strong stress

factor on benthic community. Reduced sulphur compounds have many chemical and biological buffering systems that prevent its diffusion and toxicity into the ecosystem.

The word “**excess**”, in the definition, is important because it implicitly introduces the concept of the ecosystem threshold, which is the total mineralization capacity before that H_2S produced by the SO_4 respiration acts as a stress factor. H_2S is toxic and when it is not buffered it starts changing the biological assemblage of the benthos community: more sensitive species disappear and are substituted by the more resistant ones; the species diversity decreases. The redox state of the sediments changes, becoming reduced and in this physical-chemical environment the reactive-phosphorous, that is insoluble in the oxidized environment, is released and becomes available. With more phosphorous bio-available, eutrophication accelerates.

Eutrophication is an environmental perturbation and there is not a “good” and a “bad” eutrophication but it simply exists at different intensities within the process. Also the difference between the so-called “natural” and “antropogenic” eutrophication does not help to manage the phenomena, but increases the confusion about it.

There is no doubt that the main pressure that induces eutrophication is a nutrient input. Generally, a natural nutrient input is not continuous in time but it is a single pulse phenomena and the biogeochemical processes of the ecosystem, acting as negative feedback, are able to buffer and neutralize it in a relatively short time: denitrification and phosphorous precipitation are the most important ones.

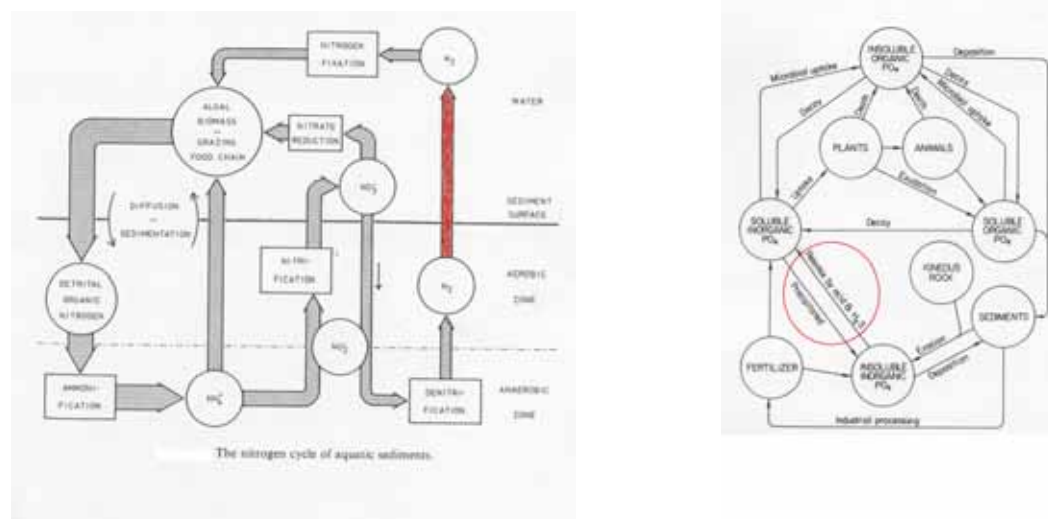


Fig. 2 Nitrogen and Phosphorous cycles in aquatic sediments. Processes acting as negative feedback after nutrient input are shown in red.

Eutrophication occurs when there is a continuous input of nutrients, because the buffering mechanisms have a limited capacity and when this is overcome, the ecosystem begins to change its organization in terms of ecological structure and functions: the chemistry and biology of sediments change.

Eutrophication effects in sediments follow a distribution that is dependent on the organic matter sedimentation process. This means that eutrophication first effects' have a different geographical distribution even within the same bay or coastline, that is not necessarily related to the distance from the sources. Wherever in a coastal ecosystem eutrophication occurs, it is important to ascertain the hot spot zones (refer

also to the Revision of Sediment Monitoring Strategy of MED POL, UNEP(DEC)/MED WG.282/Inf.5).

The perception of eutrophication is different if we look at marine ecosystems of different depths.

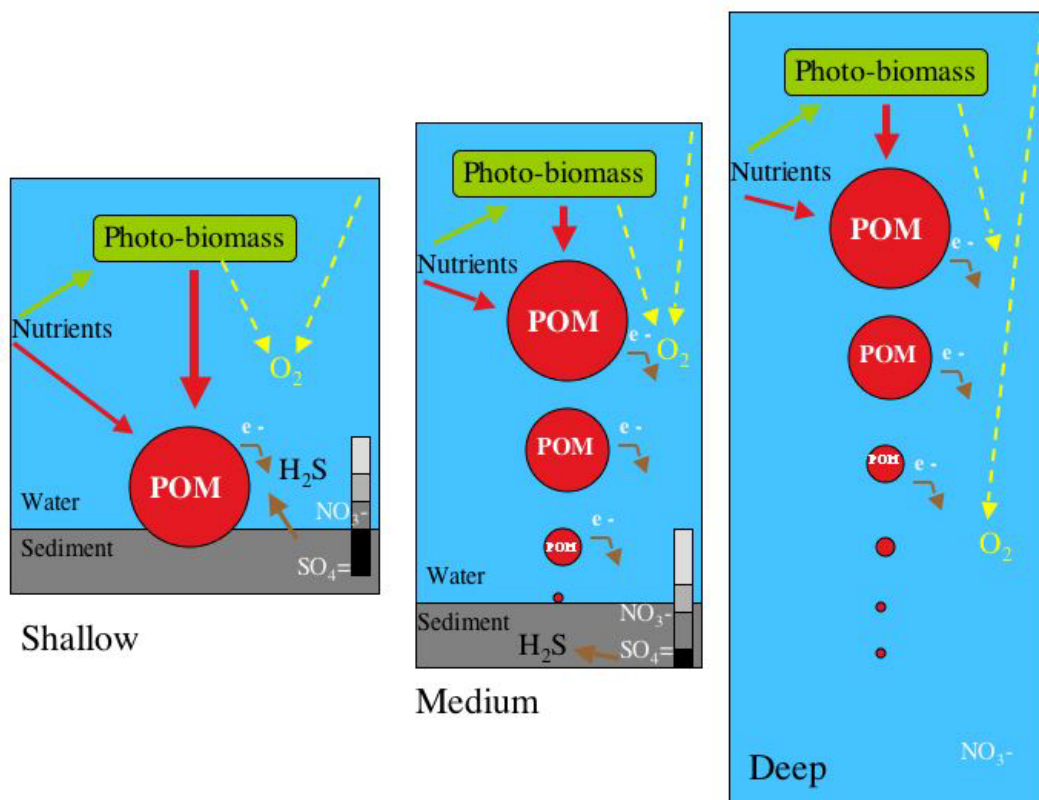


Fig. 3 General model of eutrophication with different depth of water column

In the shallow and medium depth ecosystems the benthic community could be directly affected. In deep waters, since a complete mineralization occurs in the water column, the bottom community is unlikely to be affected. The Black Sea is an exception still confirming the conceptual model of eutrophication (Fig.3) because its morphological characteristics (it is a semi-enclosed sea with long renewal time of water masses) and the rate of supply of organic matter affects the whole water column and bottom. A water column about 2000 m deep, contains no oxygen below 150 meters depth and contains high concentrations of hydrogen sulphide (H_2S) that diffuse in the water column and cause intensive nitrate reduction at intermediate depths.

This general model of eutrophication must be kept in mind when we choose the general monitoring strategy: parameters and state indicators.

Which parameters to implement monitoring strategy?

Waters

Nutrients

Nutrient concentrations are the most used parameters in any monitoring programme. Although they are the major substances for the enhancement of eutrophication, the results of these analysis aren't always helpful in a state assessment, because these

substances are not conservative. Nitrogen (basically inorganic nitrogen) and phosphorus in the sea environment have a very rapid cycle: they are transformed and utilized by micro-organisms and enter in the food web. For this reason the nutrient concentrations do not grow linearly in time with an increasing eutrophication. In the sea water nutrient concentrations are always in the range of some hundred micrograms for the total inorganic nitrogen and some tens microgram for reactive phosphorus. Nevertheless, nutrient monitoring give important information.

- In general, in a yearly monitoring plan, nutrients show a characteristic trend: they are low during spring and summer when there is maximum primary productivity, and high during winter when photosynthetic organisms have lowest growth. The winter maximum, that is one of the parameters adopted by OSPAR, gives a good picture of the total availability, but often it is necessary a frequent sampling to find the “winter peak”.
- The prevailing chemical form of nitrogen gives important information on the state of the environment. If nitrate is the main form, it means that the oxidative processes of nitrogen cycle prevail on the reducing ones. Furthermore nitrate is a very effective and ecosystem friendly oxidant for organic matter mineralization, because the main metabolite of this process is molecular nitrogen, that is lost in the air. The main nitrate reduction process is “denitrification”, this process inhibits sulphate reduction and can also oxidize sediments concurring in the phosphorus insolubility.
- Phosphorous is always the main eutrophication agent because there is no way for the marine ecosystem to produce it by external sources (like for example nitrogen fixation) and it tends to become unavailable in an oxidized environment after precipitation with iron hidroxides. Reactive phosphorous analysis often results zero or very close to it, even using very sensitive analytical methods, because the most part of phosphorus is blocked in sediments (Fig. 2) and the bio-available quota is very rapidly utilised by photosynthetic organisms. Total phosphorous in waters often gives a better picture of its availability.
- It is not rare in a monitoring programme to find high phosphate and ammonium together or low phosphate and high nitrate, because this depends on general redox conditions of the environment.

Dissolved oxygen

Dissolved oxygen (DO) is a very effective parameter to assess the eutrophication state of a marine ecosystem, because it integrates the main biological processes that are photosynthesis and respiration, which are contemporarily affected by external sources of nutrients. However the sampling methods must be revised taking into account high diurnal variations of DO. DO concentration changes continuously during the day-night cycle with a characteristic harmonic curve. The classical one-time sampling during the day is not useful and can easily give a wrong assessment when comparing different points sampled in different times. On the contrary, the 24 hours monitoring of DO variation is very informative. The amplitude of the daily variation is a very good indicator of eutrophication state, because the oxygen balance is the simplest and clearest integrated parameter of the eutrophication effects. This is particularly true for shallow and medium depth environment, because the sediment respiration is the main cause of oxygen depletion. In case of a medium water depth environment, where there is an aphotic zone in the water column, the vertical profile of DO is useful too, but needs research and validation for its use. The 24 hours DO cycle is without any doubt a very effective and simple method for eutrophication state assessment, but needs a technological and scientific development. The monitoring instrument needed is an automatic DO probe with a waterproof data-logger. Up to

day, the international market offers DO probes with these characteristics only in multiprobe apparatus, that cost around 10.000-15.000 euro. Considering that, for a normal monitoring plan designed for a shallow ecosystem (e.g. a lagoon) at least 5-10 sampling points -for proper coverage of the whole area- must be followed at the same time, the cost of automatic instrument will inhibit the diffusion of the method. It is known that some effort is being done to develop cheaper instruments for a cost of about 1.000 euro each.

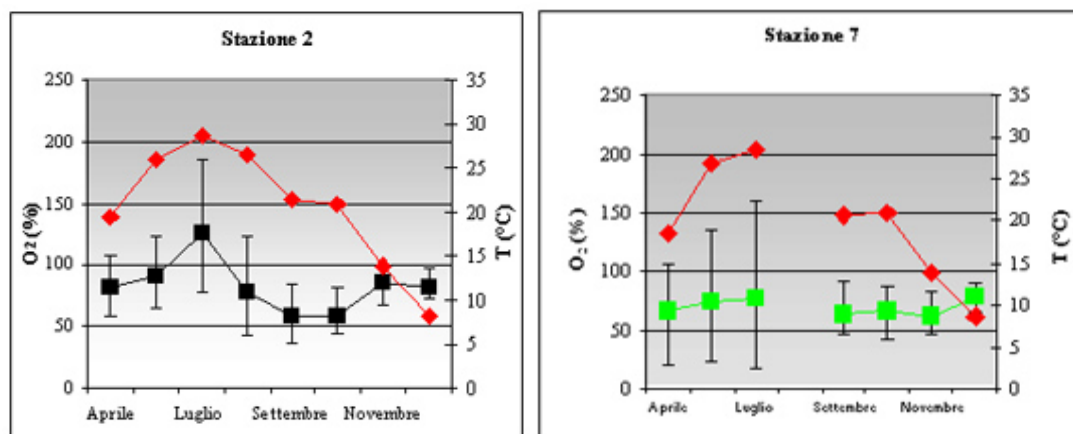


Fig. 5 Daily variation of dissolved oxygen in two different lagoons in Italy. Left Caprolace lagoon and right Fogliano lagoon. The annual trend of temperature is in red, while the whiskers represent the 24 hours variation of DO. The wider variation registered in Fogliano lagoon indicates a major eutrophication

Plankton

Plankton community is the earliest to respond to changes in nutrient concentrations. Changes in plankton composition and production will in turn affect higher trophic levels of macroinvertebrates and fish. Plankton have generally short life cycles and rapid reproduction rates, making them valuable indicators of short-term impact, but their easy mobility due to winds, tides, and currents may negatively affect the accurate coupling with the source of impacts. This problem is worsened by the ability of some phytoplankton to synthesize atmospheric sources of nitrogen, thus confounding the identification of runoff sources of nutrients in estuaries and the resultant changes in the aquatic biota. Many states routinely monitor chlorophyll "a" as part of water quality monitoring due to the ease and relatively low cost of analysis. Taxonomic identification of phytoplankton can be difficult and time-consuming. Competition by aquatic macrophytes, higher respiration rates, and increased grazing by zooplankton may counteract increased phytoplankton biomass resulting from nutrient enrichment. These reasons argue for investigating phytoplankton and zooplankton together as biological indicators. Phytoplankton can undergo blooms, the causes of which might be indeterminate, at varying frequencies.

Sediments

Eutrophication leaves a stable record of its main effects with changes in the chemistry and biology of the sediments, therefore these are the key to make a good assessment of the ecosystem state. It must be underlined that the distribution of these effects in the sediments of a problem area is dependent on its sedimentation characteristics, which are often independent from the pollution source's distance. For this reason it is a priority of any monitoring plan to have a clear picture of the sedimentation characteristics of the area (UNEP(DEC)/MED WG.282/Inf.5).

Acid Volatile Sulphides (AVS)

AVS concentration in sediments is a good indicator of bacterial sulphate reduction and therefore of eutrophication state. They represent the chemical compounds generated by the reaction between reduced sulphur compounds and available cations in sediments; the bulk of these cations represents the chemical buffering capacity of the sediments. Many buffering systems exist against the reduced sulphur to prevent its diffusion and toxicity. The most important one is the chemical re-oxidation to sulphate, but when oxygen flow in sediments is slowed down for an increased biological demand, the reduced sulphur reacts with cations and increases the AVS concentration. When the sediment buffering capacity is saturated, the sulphide exerts its toxicity in the surrounding environment. Since the most abundant cation in sediment is iron, and iron content in sediments represents the chemical buffering capacity, the index AVS/Fe(II) has been proposed as representative of this buffering capacity. This index has a potential utility in eutrophication work but needs further research.

Organic matter

The sediment organic matter (OM) accumulates for a combined effect of increasing detritus production and low hydrodynamism that favours the increase of sedimentation rate: a high concentration of OM in the sediments is an evident sign of increasing eutrophication. Unfortunately, only the bio-available fraction of OM concurs in the eutrophication phenomena, therefore it would be useful, for assessment purpose, to be able to easily evaluate this fraction. The traditional and more diffused analytical methods evaluate the total organic carbon (TOC), but in the TOC there are many fractions including small bio-available molecules and long refractory organic polymers. The analytical methods to evaluate the concentrations of different forms of organic matter are not easy and the assessment of OM bioavailability is even more complex. Recently it has been proposed to use BPC (Biopolimeric Organic Carbon) as an index of trophic state in coastal environments (Dell'Anno et al, 2002). BPC is the sum of protein, carbohydrate and lipid fractions of organic carbon. This index has been tested for transitional waters and failed, but more effective resulted to be BPC/TOC ratio. From this example it is evident that more research is needed to find an indicator of bioavailable OM in sediments.

Macrophyte

Aquatic macrophytes in estuarine and coastal marine waters may include vascular plants (e.g., seagrasses) and algae (e.g., sessile and drift). Vascular aquatic macrophytes are a vital resource because of their value as extensive primary producers in estuaries. They are a food source for waterfowl, a habitat and nursery area for commercially and recreationally important fish species, a protection against shoreline erosion, and a buffering mechanism for excessive nutrient loadings. The primary productivity observed for submerged aquatic vegetation (SAV) communities in estuaries is among the highest for any aquatic system. An important ecosystem function and buffering mechanism of seagrasses like *Cymodocea sp.* and *Zostera sp.* is the active transport of oxygen within the sediments through the root apparatus. This characteristic makes the most important difference with seaweeds and also with some seagrass like *Ruppia sp.* that has a superficial root apparatus. The oxygen transport mechanism enhances the chemical buffering capacity for H₂S giving the seagrass dominated ecosystem a very high resistance to eutrophication. Excessive nutrient loadings lead to prolific phytoplankton and epiphytic macroalgal growth on seagrass, which out-compete the seagrass through shading; contemporaneous enrichment of labile organic matter in sediments overcomes aerobic mineralization and the chemical buffering capacity, cutting down the barriers for the diffusion of toxic H₂S. This process is evident by the decline of eelgrass and long life seaweeds in

many coastal seas, like Baltic and Adriatic. The presence or absence of macrophytes affects the entire estuarine or coastal marine biota, because of the combined high productivity and habitat function of this plant community. The main advantage of using aquatic macrophytes in a monitoring plan is that they are a sessile community. There is essentially no mobility to rooted vascular or holdfast-established algal plant communities, so expansion or contraction of seagrass beds can be readily measured as an environmental indicator; measurement of macrophyte community extent and relative density can be fairly easily accomplished by remote means, such as aerial photography, if the water is clear or shallow. Sampling frequency is reduced because of the relatively low community turnover compared to other biota such as benthic invertebrates or fish. Taxonomic identification in a given area is generally consistent and straight-forward. The dominant species and its coverage is without any doubt a relevant information for the assessment of environmental state.

Macrozoobenthos

Benthic macroinvertebrates are appropriate assemblages for all biological assessments of water bodies, because they respond to water, sediment, and habitat qualities, are not very mobile, and consequently, integrate long-term changes in community structure and function. Benthic infauna are typically sedentary and therefore are most likely to respond to local environmental impacts: they are sensitive to disturbances of habitat such that the communities respond fairly quickly with changes in species composition and abundance. Individual macroinvertebrate species have sensitive life stages that respond to stress and integrate effects of short-term environmental variations, whereas community composition depends on long-term environmental conditions.

Some limitations of benthic infauna monitoring include: relatively few countries have the necessary, in house, taxonomic expertise to support extensive monitoring activities; current methods can distinguish severely impaired sites from those that are minimally impaired, however, it can be difficult to discriminate between slightly or moderately impaired areas, particularly in estuaries (due to their natural spatial and temporal variability). The cost and effort to sort, count, and identify benthic invertebrate samples can be significant, requiring tradeoffs between expenses and the desired level of confidence. In addition to taxonomic identification, benthic macroinvertebrate metrics may require knowledge of the feeding group to which a species belongs, for example, suspension feeders and deposit feeders. Many zoobenthos indexes have been proposed for the quality assessment but none of them seems to be effective for any coastal ecosystem and impact. Many research groups are working to refine and validate these indexes and it is reasonable to imagine that in a few years a good one will be found.

Conclusions

A summary of the proposal is provided in the following Table and open for the comments of the present Meeting. The conceptual framework of eutrophication, mentioned above, suggests the introduction of new parameters and indicators more related to sediment transformations. Unfortunately, effective indicators and relevant monitoring guidelines are not yet available, but only potentially useful parameters are proposed by many active working groups. In the discussion that will take place in the meeting country experiences and existing competences will drive the choice of future experimental approaches. In the following table some common and new parameters are listed. In red are the recommended ones which better fit with the conceptual model of eutrophication; in blue are those which, although relevant, need more experimentation.

Parameter	Proposed assessment INDEX	Rationale			References				
		Shallow	Medium	Deep	1	2	3	4	
Water Nutrients	N-Nitrate	TRIX	x	x	x	x	x		x
	N-Nitrite					x	x		
	N-Ammonium		x	x	x	x	x		x
	P-Phosphate		x	x	x	x	x		x
	Total Phosphorous						x		
Phytoplankton	Chlorophyll "a"		x	x	x	x	x		x
	Dominance		x	x	x	x	x		x
	Remote sensing				x	(x)			
Dissolved oxygen	Punctual		x	x	x	x	x		(x)
	Daily variation		x	x	x				
Sediments	AVS	AVS/Fe	x	x				x	x
	OM (TOC, BPC, etc)	BPC, (BPC/TOC)	x	x				x	
Phytobenthos	Coverage		x	x					x
	Biomass								
Zoobenthos	Macrobenthos	Δ+, AMBI - BENTIX	x	x			x	x	
	Meiobenthos		x	x					

1 UNEP(DEC)/MED WG.231/14 (for donwload refer to UNEP(DEC)/MED WG 282/Inf.1)

2 UNEP(DEC)/MED WG.231/17 (for donwload refer to UNEP(DEC)/MED WG 282/Inf.1)

3 IOC/UNESCO WG on Benthic Indicators. <http://www.ioc.unesco.org/benthicindicators/> (Download IOC Workshop Report, No.195)

4 Report of the Meeting of the Working Group on European Marine Monitoring and Assessment (EMMA)

Copenhagen, 8 – 9 February 2005, 05/8/1, Annex 4, Appendix 1

X = Already in use; **X** = recommended ; **X**= potentially useful but not mature

Bibliography

Dell'Anno A., Mei M.L., Pusceddu A., Danovaro R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 44, 611-622.

EMMA (1) 05/8/1

Report of the Meeting of the Working Group on European Marine Monitoring and Assessment (EMMA) Copenhagen, 8 – 9 February 2005

UNEP(DEC)/MED WG.231/14

Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL

UNEP(DEC)/MED WG.231/17

Strategy for the development of Mediterranean marine pollution indicators

IOC/UNESCO WS report n.195

Indicators of Stress in the Marine Benthos. Proceedings of an International workshop on the promotion and use of benthic tools for assessing the health of coastal marine ecosystems. Torregrande-Oristano, Italy 8–9 October 2004

Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation: rapport de mise à jour et proposition de nouveaux indicateurs

Rappel des faits

Après l'approbation de la stratégie MED POL de surveillance de l'eutrophisation par la réunion des coordonnateurs nationaux pour le MED POL (mai 2003, Sanguinole), des programmes pilotes de surveillance ont été formulés pour trois différentes typologies de site (UNEP(DEC)/MED WG.231/14), à savoir : zones côtières affectées, zones d'activités aquacoles intensives et lagunes côtières exposées à la menace d'eutrophisation.

En tant que stratégie à court terme, il a été convenu d'adopter un premier groupe de paramètres de surveillance pour étayer le calcul de l'indice TRIX :

Paramètres que chaque pays doit obligatoirement surveiller

Température (C°)	Oxygène dissous (mg/L, % [#])
PH	Chlorophylle "a" (µg/L [#])
Transparence	Azote total (N µmole/L)*
Salinité (psu)	Nitrates (NO ₃ -N µmole/L, µg/L [#])
Orthophosphates (PO ₄ -P µmole/L, µg/L [#])	Ammonium (NH ₄ -N µmole/L, µg/L [#])
Phosphore total (P µmole/L, µg/L [#])	Nitrites (NO ₂ -N µmole/L, µg/L [#])
Silicates (SiO ₂ µmole/L)	Phytoplancton (abondance totale, abondance des principaux groupes, dominance des proliférations)

* Pas obligatoire, simplement recommandé compte tenu des difficultés méthodologiques

Unités entrant dans l'indice TRIX

et pour le moyen et long terme d'introduire une surveillance biologique. Certaines expérimentations et nouvelles propositions sont intervenues au cours des deux dernières années, à savoir, plus concrètement: le document du MED POL (UNEP(DEC)/MED WG.231/17) comportant un jeu d'indicateurs biologiques, les travaux du groupe de travail COI/UNESCO sur les indicateurs benthiques et les travaux d'EMMA sur l'eutrophisation au titre de la Stratégie marine européenne qui réunit différentes approches au niveau européen et au niveau des conventions marines où l'approche OSPAR a été retenue comme base des discussions.

Justification scientifique

Dans document: "Surveillance continue de l'eutrophisation marine en Méditerranée: stratégie, paramètres et indicateurs" (UNEP(DEC)/MED WG.231/14), différentes définitions de l'eutrophisation sont passées en revue et c'est finalement la suivante qui est retenue:

“L'eutrophisation est une perturbation environnementale causée par un **excès** du taux d'apport de matières organiques“.

EUTROPHICATION

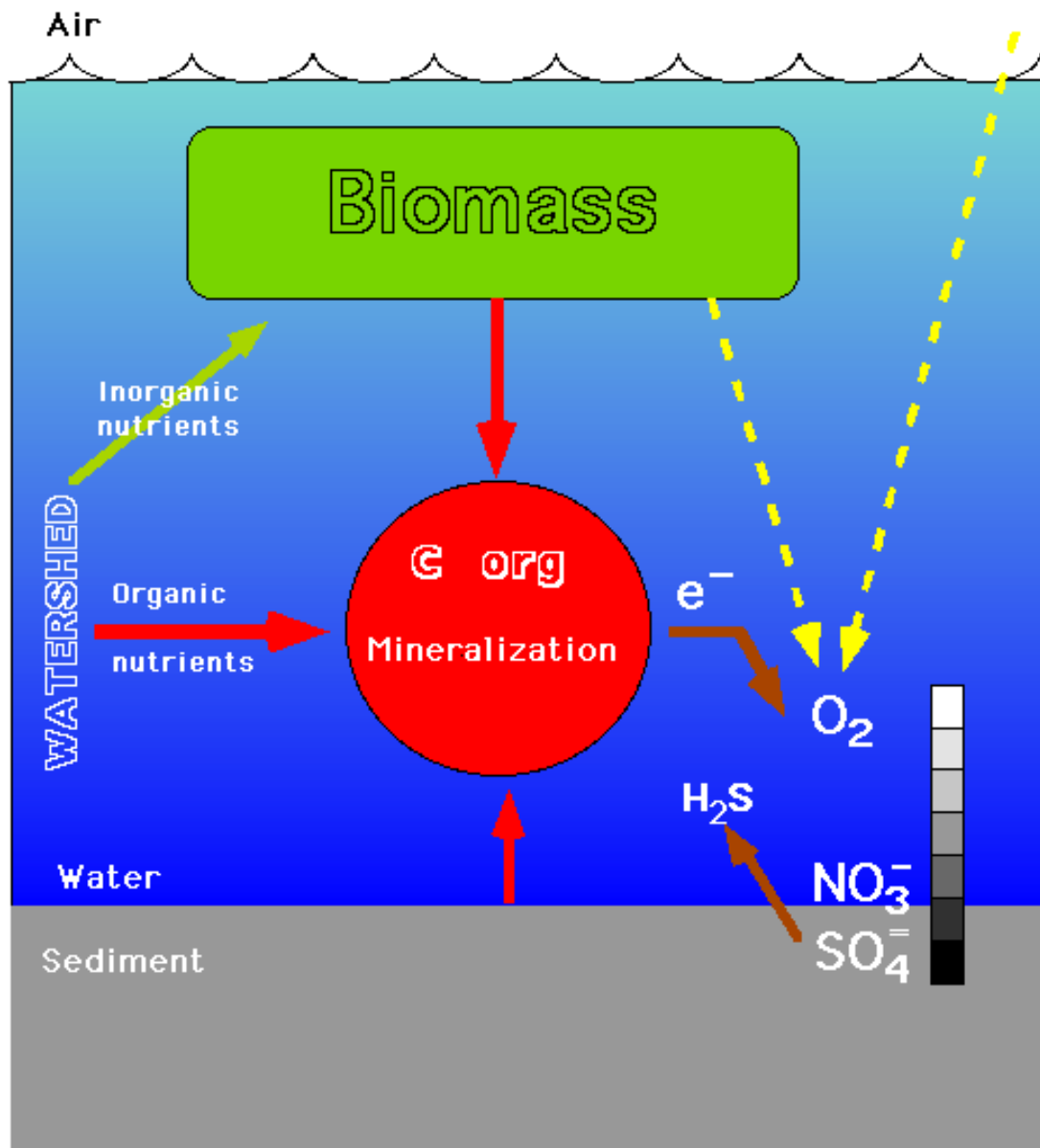


Fig 1. Modèle général de l'eutrophisation

La minéralisation de la matière organique est le processus au cœur de l'eutrophisation. Les principaux agents oxydants sont l'oxygène, le nitrate et le sulfate. L'oxygène est présent dans les eaux marines à une concentration d'environ 8mg/l, et il est fourni en permanence par les processus d'échange physique entre l'air et l'eau et par les processus de photosynthèse. Au cours de la nuit, seuls les processus d'échange physique maintiennent son apport. Le nitrate est présent à une concentration maximale d'environ 1mg/l et pourrait être fourni principalement par des apports externes. Le sulfate, dans l'eau de mer, constitue l'oxydant le plus abondant: il est présent à une concentration d'environ 2g/l. Les trois processus de respiration

suivent un ordre séquentiel en ce sens que l'oxygène est toujours le premier et que, s'il est disponible, les deux autres ne sont guère utilisés. La respiration à l'oxygène et au nitrate n'entraîne pas de facteurs de stress dans l'écosystème aquatique, mais le sulfate le fait, libérant du soufre réduit qui est un facteur de stress marqué sur la communauté benthique. Les composés de soufre réduit possèdent de nombreux systèmes chimiques et biologiques tampons qui empêchent leur diffusion et leur toxicité au sein de l'écosystème.

Le terme d' "excès", dans la définition, est important car il introduit implicitement le concept de seuil écosystémique, à savoir la capacité de minéralisation totale avant que le H₂S produit par la respiration à SO₄ agisse comme facteur de stress. Le H₂S est toxique et quand il n'est pas tamponné, il commence à modifier l'assemblage biologique de la communauté benthique: les espèces les plus sensibles disparaissent et sont remplacées par les plus résistantes; la diversité en espèces diminue. L'état REDOX des sédiments change, devenant réduit et, dans ce milieu physico-chimique, le phosphore réactif, qui est insoluble dans le milieu oxydé, est libéré et devient disponible. Comme une plus grande quantité de phosphore est biodisponible, l'eutrophisation s'accélère.

L'eutrophisation est une perturbation environnementale et il n'y a pas une "bonne" et une "mauvaise" eutrophisation, elle se manifeste simplement à différentes intensités au sein du processus. Aussi le distinguo entre l'eutrophisation dite "naturelle" et l'eutrophisation dite "anthropique" n'aide pas à gérer le phénomène mais accroît la confusion à son sujet.

Il est indubitable que la principale pression qui induit l'eutrophisation est un apport d'éléments nutritifs. D'une manière générale, un apport d'éléments nutritifs naturel n'est pas continu dans le temps mais est un phénomène à impulsions isolées et les processus biogéochimiques de l'écosystème, exerçant une rétroaction négative, sont en mesure de l'amortir et de le neutraliser dans un délai relativement bref: dénitrification et précipitation du phosphore sont les plus importants.

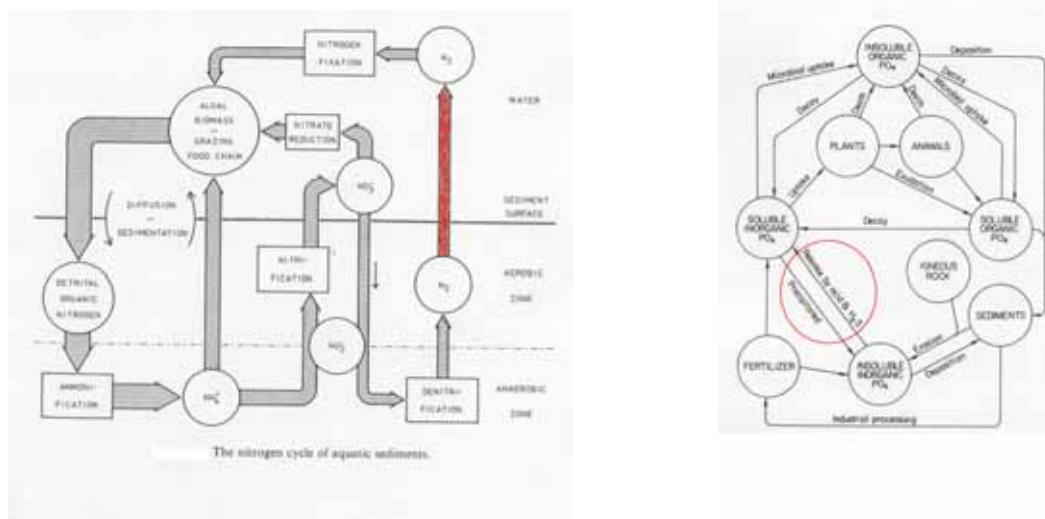


Fig. 2 Cycles de l'azote et du phosphore dans les sédiments aquatiques. Les processus exerçant une rétroaction négative après un apport d'éléments nutritifs sont indiqués en rouge.

Une eutrophisation apparaît lorsqu'il se produit un apport continu d'éléments nutritifs, car les mécanismes tampons ont une capacité limitée et quand celle-ci est dépassée, l'écosystème commence à modifier son organisation en termes de structure et de fonctions écologiques: la chimie et la biologie des sédiments changent.

Les effets de l'eutrophisation dans les sédiments suivent une distribution qui dépend du processus de sédimentation de la matière organique. En d'autres termes, les premiers effets de l'eutrophisation présentent une distribution géographique différente, serait-ce au sein d'une même baie ou d'un même littoral, et qui n'est pas nécessairement liée à la distance aux sources d'apport. Chaque fois qu'un phénomène d'eutrophisation se produit dans un écosystème côtier, il importe de déterminer les "points chauds" de pollution (se reporter également à la Révision de la stratégie MED POL de surveillance continue des sédiments sous la cote UNEP(DEC)/MED WG.282/Inf.5).

La perception que l'on a de l'eutrophisation est différente si l'on examine des écosystèmes marins de différentes profondeurs.

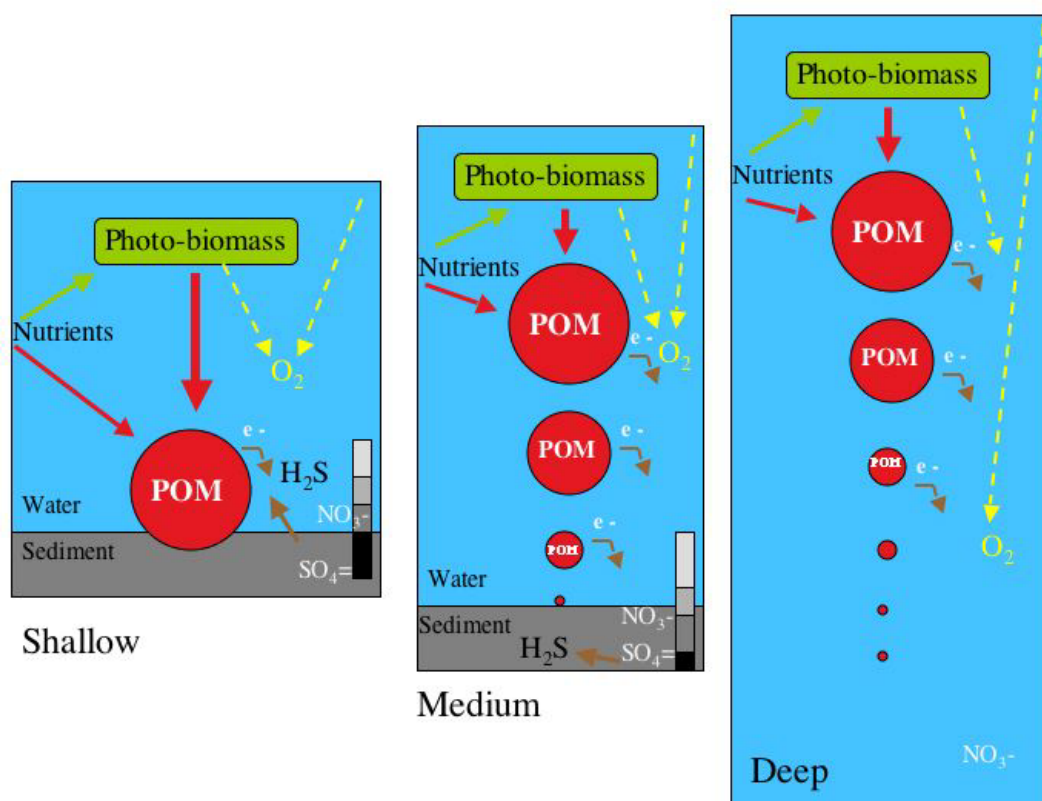


Fig. 3 Modèle général de l'eutrophisation à trois profondeurs différentes de la colonne d'eau

Dans les écosystèmes de profondeurs faible et moyenne, la communauté benthique pourrait être directement affectée. Dans les eaux des grands fonds, comme il se produit une minéralisation complète dans la colonne d'eau, la communauté du fond ne risque guère d'être affectée. La mer Noire est une exception qui confirme encore le modèle théorique de l'eutrophisation (fig.3) car ses caractéristiques morphologiques (mer semi-fermée avec un long délai de renouvellement des masses d'eau) et le taux d'apport de matière organique concernent l'ensemble de la colonne d'eau et le fond. Une colonne d'eau d'environ 2000 de profondeur ne contient pas

d'oxygène en dessous d'une profondeur de 150 mètres et contient des concentrations élevées de sulfure d'hydrogène (H₂S) qui diffuse dans la colonne d'eau et occasionne une réduction intensive des nitrates aux profondeurs intermédiaires.

Il convient de garder présent à l'esprit ce modèle général de l'eutrophisation lorsque l'on choisit la stratégie globale de surveillance: paramètres et indicateurs.

Quels paramètres pour appliquer la stratégie de surveillance?

Eaux

Éléments nutritifs

Les concentrations d'éléments nutritifs sont les paramètres les plus utilisés dans les programmes de surveillance. Bien qu'il s'agisse des principales substances de stimulation de l'eutrophisation, les résultats de ces analyses ne sont pas toujours utiles dans une évaluation de l'état du milieu car ces substances ne sont pas stables. L'azote (essentiellement l'azote inorganique) et le phosphore dans le milieu marin ont un cycle très rapide: ils sont transformés et utilisés par les microorganismes et entrent dans le réseau trophique. C'est pourquoi les concentrations en éléments nutritifs ne suivent pas une croissance linéaire avec le temps lors d'une eutrophisation croissante. Dans l'eau de mer, les concentrations en éléments nutritifs se situent toujours dans un intervalle de quelques centaines de microgrammes pour l'azote inorganique total et de quelques dizaines de microgrammes pour le phosphore réactif. Néanmoins, la surveillance des éléments nutritifs fournit des renseignements importants.

- Dans l'ensemble, dans un plan de surveillance annuel, les éléments nutritifs présentent une tendance caractéristique: ils sont faibles au printemps et en été lorsque la productivité primaire est maximale, et élevés en hiver quand les organismes photosynthétiques ont la croissance la plus faible. Le maximum hivernal, qui est l'un des paramètres adoptés par OSPAR, donne une bonne image de la disponibilité totale, mais il est souvent nécessaire d'effectuer un échantillonnage fréquent pour déceler le "pic hivernal".
- La forme chimique de l'azote qui prévaut fournit une information importante sur l'état de l'environnement. S'il s'agit de nitrate, cela signifie que les processus d'oxydation du cycle de l'azote l'emportent sur les processus de réduction. En outre, le nitrate est un oxydant très efficace et respectueux de l'écosystème pour la minéralisation de la matière organique car le principal métabolite du processus est de l'azote moléculaire qui disparaît dans l'air. Le principal processus de réduction des nitrates est la "dénitrification", qui inhibe la réduction des sulfates et peut également oxyder les sédiments concourant à l'insolubilité du phosphore.
- Le phosphore est toujours le principal agent d'eutrophisation car l'écosystème marin n'est pas en état de le produire à partir de sources externes (comme par exemple la fixation d'azote) et il a tendance à devenir indisponible dans un milieu oxydé après précipitation avec des hydroxydes de fer. L'analyse du phosphore réactif donne souvent des résultats nuls ou proches de zéro, même en recourant à des méthodes d'analyse très sensibles, car la majeure partie du phosphore est bloquée dans les sédiments (fig. 2) et le contingent biodisponible est très rapidement utilisé par les organismes photosynthétiques. Dans les eaux, le phosphore total offre souvent une meilleure image de sa disponibilité.

- Il n'est pas rare, dans un programme de surveillance, de trouver ensemble des concentrations élevées de phosphate et d'ammonium ou faibles de phosphate et élevées de nitrate, car cela dépend des conditions REDOX générales de l'environnement.

Oxygène dissous

L'oxygène dissous (OD) est un paramètre très efficace pour évaluer l'état d'eutrophisation d'un écosystème marin car il intègre les principaux processus biologiques qui sont la photosynthèse et la respiration, lesquelles sont affectées en même temps par les sources externes d'éléments nutritifs. Cependant, les méthodes d'échantillonnage doivent être révisées en tenant compte des fortes variations diurnes de l'OD. Les concentrations d'OD changent continuellement au cours du cycle nyctéméral selon une courbe caractéristique. L'échantillonnage classique une fois au cours de la journée n'est pas utile et peut facilement donner une évaluation faussée lorsqu'on compare différents points échantillonnés à différents moments. En revanche, la surveillance continue sur 24 heures de la variation de l'OD donne beaucoup de renseignements. L'amplitude de la variation quotidienne est un très bon indicateur de l'état d'eutrophisation car le bilan d'oxygène est le plus simple et le plus clair paramètre intégré des effets de l'eutrophisation, ce qui est particulièrement vrai pour les milieux de faible et moyenne profondeur du fait que la respiration des sédiments est la principale cause de l'appauvrissement en oxygène. Dans le cas d'un milieu aquatique de profondeur moyenne, où il existe une zone aphotique dans la colonne d'eau, le profil vertical de l'OD est également utile mais nécessite recherche et validation pour être utilisé. Le cycle de l'OD sur 24 heures est sans aucun doute une méthode très efficace et simple d'évaluer l'état d'eutrophisation mais appelle un développement technologique et scientifique. L'instrument de surveillance requis est une sonde à OD automatique avec enregistreur de données étanche. À ce jour, le marché international n'offre de telles sondes dotées de ces caractéristiques qu'en appareil multisonde dont le coût est de l'ordre de 10 000 à 15 000 euros. Étant donné que, pour un plan de surveillance normal conçu pour un écosystème peu profond (comme une lagune), il faut, pour couvrir correctement l'ensemble de la zone, surveiller en même temps 5 à 10 points d'échantillonnage, le coût d'un instrument automatique est prohibitif pour la diffusion de la méthode. Il apparaît que des efforts sont faits pour mettre au point des instruments meilleur marché d'environ 1 000 euros chacun.

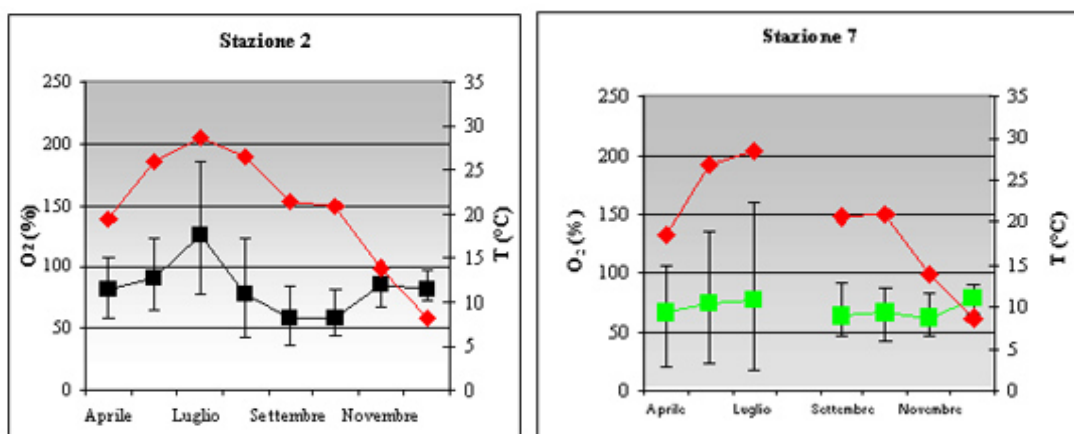


Fig. 5 Variation quotidienne de l'oxygène dissous dans deux lagunes différentes en Italie. A gauche, lagune de Caprolace, et à droite celle de Fogliano. La tendance annuelle de la température est en rouge, et les boîtes du diagramme illustrent la variation d'OD sur 24 heures. La variation la plus importante enregistrée dans la lagune de Fogliano est l'indice d'une eutrophisation intense.

Plancton

La communauté planctonique est celle qui répond le plus précocement aux modifications des concentrations en éléments nutritifs. Les changements qui se produisent dans la composition et la production du plancton affectent à leur tour des niveaux trophiques supérieurs de macroinvertébrés et de poisson. Les organismes planctoniques ont une durée de vie généralement brève et des taux de reproduction rapides, ce qui en fait des indicateurs précieux des impacts à court terme, mais leur facilité de déplacement passif due aux vents, aux marées et aux courants ne permet pas de les associer avec précision aux origines des impacts. Ce problème se complique du fait que certaines espèces phytoplanctoniques sont capables de synthétiser des sources atmosphériques d'azote, ce qui dérouté l'identification des sources d'éléments nutritifs imputables au ruissellement dans les estuaires et les modifications qui en résultent dans les biotes aquatiques. Dans de nombreux pays, la surveillance de routine de la qualité de l'eau porte sur la chlorophylle "a" en raison de la commodité et du coût relativement faible de l'analyse. L'identification taxinomique du phytoplancton peut être difficile et prendre beaucoup de temps. La concurrence des macrophytes aquatiques, des taux de respiration plus élevés et un broutage accru par le zooplancton peut contrecarrer l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique résultant de l'enrichissement en éléments nutritifs. Ces considérations plaident en faveur d'une investigation conjointe du phytoplancton et du zooplancton comme indicateurs biologiques. Le phytoplancton peut être le siège, à des fréquences variables, d'efflorescences dont les causes restent souvent indéterminées.

Sédiments

Il est établi que les principaux effets de l'eutrophisation sont, de manière constante, des modifications de la chimie et de la biologie des sédiments, si bien que ces derniers constituent la clef d'une bonne évaluation de l'état de l'écosystème. Il convient de souligner que la distribution de ces effets dans les sédiments d'une zone problématique dépendent des caractéristiques de sédimentation de celle-ci, qui sont souvent indépendants de la distance à la source de pollution. C'est pourquoi tout plan de surveillance doit, en priorité, permettre de dégager une vue claire des caractéristiques de sédimentation de la zone (UNEP(DEC)/MED WG.282/Inf.5).

Sulfures acides volatiles (SAV)

La concentration des SAV dans les sédiments est un bon indicateur de la réduction bactérienne des sulfates et, par conséquent, de l'état d'eutrophisation. Ces SAV représentent les composés chimiques produits par la réaction entre les composés de soufre réduit et les cations disponibles dans les sédiments; la grande masse de ces cations représente le pouvoir tampon des sédiments. Il existe à l'encontre du soufre réduit de nombreux systèmes tampons qui empêchent sa diffusion et sa toxicité. Le plus important est la réoxydation chimique en sulfate, mais quand le flux d'oxygène dans les sédiments est ralenti par une demande biologique accrue, le soufre réduit réagit avec les cations et accroît la concentration en SAV. Quand le pouvoir tampon des sédiments est à saturation, le sulfure exerce sa toxicité sur le milieu environnant. Comme le cation le plus abondant dans les sédiments est le fer et que la teneur en fer des sédiments représente leur pouvoir tampon, l'indice SAV/Fe(II) a été proposé comme représentatif de ce pouvoir tampon. Cet indice a une utilité potentielle dans les travaux sur l'eutrophisation mais appelle une poursuite des recherches.

Matière organique

La matière organique (MO) sédimentaire s'accumule en s'accompagnant d'un effet associant augmentation de la production détritique et hydrodynamisme faible qui

favorisent l'accroissement du taux de sédimentation: une concentration élevée de MO dans les sédiments est un signe manifeste d'intensification de l'eutrophisation. Malheureusement, seule la fraction biodisponible de la MO concourt au phénomène d'eutrophisation et il serait donc utile, aux fins d'évaluation, de pouvoir facilement déterminer cette fraction. Avec les méthodes d'analyse traditionnelles et plus répandues, l'on évalue le carbone organique total (COT), mais celui-ci comprend de nombreuses fractions, dont de petites molécules biodisponibles et de longs polymères organiques réfractaires. Les méthodes d'analyse pour évaluer les concentrations de différentes formes de matière organique ne sont pas simples et l'évaluation de la biodisponibilité de la MO est encore plus complexe. Récemment, il a été proposé d'évaluer le CBP (carbone organique biopolymère) comme indice de l'état trophique dans les environnements côtiers (Dell'Anno *et al*, 2002). Le CBP est la somme des fractions "protéines", "hydrates de carbone" et "lipides" du carbone organique. Cet indice a été testé sans succès pour les eaux de transition, mais le rapport CBP/COT s'est avéré être plus efficace. Il ressort clairement de cet exemple qu'il faut poursuivre les recherches afin de trouver un indicateur de la MO biodisponible dans les sédiments.

Macrophytes

Les macrophytes aquatiques des zones estuariennes et marines côtières peuvent inclure des végétaux vasculaires (comme les herbiers marins) et des algues (par ex, sessiles et à déplacement passif). Les macrophytes aquatiques vasculaires sont une ressource vitale en raison de leur valeur comme importants producteurs primaires dans les estuaires. Ils sont une source d'aliments pour les oiseaux aquatiques, un habitat et une zone d'alevinage pour des espèces de poisson d'importance commerciale ou récréative, une protection contre l'érosion du rivage et ils constituent un mécanisme tampon contre des charges excessives d'éléments nutritifs. La productivité primaire observée pour les communautés de végétation aquatique submergée (VAS) des estuaires est parmi les plus fortes de tous les systèmes aquatiques. Une fonction écosystémique et un mécanisme tampon importants des herbiers marins - tels que *Cymodocea sp.* et *Zostera sp.* - consistent dans le transport actif d'oxygène au sein des sédiments à travers l'appareil racinaire. C'est cette caractéristique qui constitue la différence la plus importante avec les algues et aussi avec certains herbiers comme *Ruppia sp.* qui possèdent un appareil racinaire superficiel. Le mécanisme de transport d'oxygène renforce le pouvoir tampon chimique contre H₂S en conférant à l'écosystème à dominance d'herbiers une très forte résistance à l'eutrophisation. Des charges excessives en éléments nutritifs entraînent un développement macroalgal épiphyte et phytoplanctonique prolifique sur les herbiers, qui finit par éliminer l'herbier en le privant de lumière; l'enrichissement simultané des sédiments en matières organiques labiles l'emporte sur la minéralisation et le pouvoir tampon, supprimant les barrières à la diffusion du H₂S toxique. Ce processus se manifeste par le déclin des zostères marines et des algues à long cycle de vie dans de nombreuses mers bordières, comme la Baltique et l'Adriatique. La présence ou l'absence de macrophytes a des effets sur l'ensemble des biotes marins côtiers ou estuariens en raison de l'association d'une productivité élevée et de la fonction d'habitat qui caractérisent cette communauté végétale. Le principal avantage qu'il y a à utiliser les macrophytes aquatiques dans un plan de surveillance tient au fait qu'ils forment une communauté sessile. Il n'y a foncièrement pas de mobilité chez les communautés de plantes vasculaires à racines et de plantes algales à crampons, si bien que l'expansion ou la contraction des prairies sous-marines peut être facilement mesurée comme indicateur environnemental; la mesure de la superficie et de la densité relative de la communauté macrophyte peut être assez facilement effectuée par des moyens de télédétection comme la photographie aérienne, si l'eau est claire ou peu profonde. La fréquence d'échantillonnage est réduite en raison du taux de renouvellement relativement faible de la communauté

par comparaison avec d'autres biotes comme le poisson ou les invertébrés benthiques. L'identification taxinomique dans une zone donnée est généralement concordante et sans ambiguïté. L'espèce dominante et le domaine qu'elle couvre sont sans aucun doute des renseignements pertinents pour l'évaluation de l'état de l'environnement.

Macrozoobenthos

Les macroinvertébrés benthiques sont des assemblages qui se prêtent à toutes les évaluations biologiques des masses d'eau car ils réagissent aux qualités des eaux, des sédiments et des habitats, ne sont pas très mobiles et, par conséquent, intègrent les changements à long terme dans la structure et la fonction de la communauté. Les espèces de l'endofaune benthique sont généralement sédentaires et, de ce fait, davantage susceptibles de réagir à des impacts environnementaux locaux: ils sont sensibles aux perturbations de l'habitat au point que les communautés répondent assez rapidement par des changements de la composition et de l'abondance en espèces. Les diverses espèces de macroinvertébrés ont des stades de vie sensibles qui répondent au stress et intègrent les effets de variations environnementales à court terme, alors que la composition des communautés dépend des conditions environnementales à long terme.

Les limitations de la surveillance de l'endofaune benthique sont notamment les suivantes: un nombre assez réduit de pays possèdent chez eux les compétences taxinomiques voulues pour appuyer d'importantes activités de surveillances; les méthodes actuelles permettent de faire la distinction entre les sites gravement dégradés et ceux qui le sont très peu, mais il peut être difficile de faire cette distinction entre sites légèrement et modérément dégradés, notamment dans les estuaires (en raison de leur variabilité spatiale et temporelle naturelle). Le coût et l'effort que nécessitent le tri, le comptage et l'identification des échantillons d'invertébrés benthiques peuvent être importants, impliquant la recherche d'un moyen terme entre les dépenses et le niveau de confiance souhaité. Outre l'identification taxinomique, la métrique des macroinvertébrés benthiques peut nécessiter la connaissance du groupe d'alimentation auquel une espèce appartient – comme le groupe des détritivores et celui des suspensivores. De nombreux indices relatifs au zoobenthos ont été proposés pour l'évaluation de la qualité mais aucun ne semble efficace pour les impacts et écosystèmes côtiers. De nombreux groupes de recherche s'emploient à affiner et valider ces indices et l'on est fondé à penser qu'un bon indice sera trouvé d'ici quelques années.

Conclusions

Un résumé de la proposition figure sur le tableau ci-dessous et la présente réunion est invitée à formuler des observations à son sujet. Le cadre conceptuel de l'eutrophisation, évoqué plus haut, plaide en faveur de l'introduction de nouveaux paramètres et indicateurs qui soient davantage en rapport avec les modifications des sédiments. Malheureusement, des indicateurs efficaces et des lignes directrices pertinentes relatives à la surveillance ne sont pas encore disponibles, mais de nombreux groupes de travail actifs proposent des paramètres potentiellement utiles. Lors du débat auquel donnera lieu la réunion, l'expérience acquise par les pays et les compétences existantes orienteront le choix des futures approches expérimentales. Le tableau énumère quelques paramètres courants et nouveaux. Ceux qui sont en rouge sont recommandés comme répondant mieux au modèle conceptuel de l'eutrophisation; ceux qui sont en bleu, bien que pertinents, appellent une poursuite des essais.

Paramètre		INDICE d'évaluation proposé	Justification scientifique			Références			
			Faible profondeur	Profondeur moyenne	Grande profondeur	1	2	3	4
Eau Éléments nutritifs	N-Nitrates	TRIX	X	X	x	x	x		x
	N-Nitrites					x	x		
	N-Ammonium		X	X	x	x	x		x
	P-Phosphate		X	X	x	x	x		x
	Phosphore total						x		
Phytoplancton	Chlorophylle“a”		X	X	x	x	x		x
	Dominance		X	X	x	x	x		x
	Télétection				x	(x)			
Oxygène dissous	Ponctuel		X	X	x	x	x		(x)
	Variation quotidienne		X	X	x				
Sédiments	SAV	SAV/Fe	X	X				x	x
	MO (COT, CBP, etc.)	CBP, (CBP/COT)	X	X				x	
Phytobenthos	Domaine couvert		X	X					x
	Biomasse								
Zoobenthos	Macrobenthos	Δ+, AMBI - BENTIX	X	X			x	x	
	Meiobenthos		X	X					

1 UNEP(DEC)/MED WG.231/14 (pour téléchargement, voir UNEP(DEC)/MED WG 282/Inf.1)

2 UNEP(DEC)/MED WG.231/17 (pour téléchargement, voir UNEP(DEC)/MED WG 282/Inf.1)

3 COI/UNESCO, Groupe de travail sur les indicateurs benthiques. <http://www.ioc.unesco.org/benthicindicators/T> (Télécharger IOC Workshop Report, No.195)

4 Report of the Meeting of the Working Group on European Marine Monitoring and Assessment (EMMA)

Copenhague, 8 – 9 février 2005, 05/8/1, annexe 4, appendice 1

X = déjà en usage; X = recommandé ; X= potentiellement utile mais pas éprouvé

Bibliographie

Dell'Anno A., Mei M.L., Pusceddu A., Danovaro R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 44, 611-622.

EMMA (1) 05/8/1

Report of the Meeting of the Working Group on European Marine Monitoring and Assessment (EMMA) Copenhagen, 8 – 9 février 2005

UNEP(DEC)/MED WG.231/14

Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation

UNEP(DEC)/MED WG.231/17

Stratégie pour l'élaboration d'indicateurs de la pollution marine en Méditerranée

Rapport No 105 du groupe de travail COI/UNESCO

Indicators of Stress in the Marine Benthos. Proceedings of an International workshop on the promotion and use of benthic tools for assessing the health of coastal marine ecosystems. Torregrande-Oristano, Italy 8–9 October 2004